

补水对蠡湖水体透明度改善效果的数值模拟

吴佩翰¹, 朱海¹, 徐项哲², 鞠茂森³, 闫世康⁴, 杨晨霞⁵, 周志博⁶, 唐洪武¹, 王玲玲¹

(1. 河海大学水利水电学院, 江苏 南京 210098; 2. 无锡德林海环保科技股份有限公司, 江苏 无锡 214000 ;
3. 河海大学河长制研究与培训中心, 江苏 南京 210098; 4. 浙江省水利水电技术咨询中心, 浙江 杭州 310020;
5. 江苏省水利勘测设计研究院有限公司, 江苏 扬州 225217; 6. 交通运输部天津水运工程科学研究院, 天津 300456)

摘要:为客观评估太湖水补水对蠡湖透明度改善效果的影响,由实测资料分析得出了适用于蠡湖的水体透明度(SD)与悬浮物(SS)浓度、叶绿素 a(Chla)浓度的相关关系,并利用 MIKE 21 构建了蠡湖水动力-水质耦合模型,经验证模型精度良好,可用于模拟计算;以南部长广溪节制闸及西部五里湖节制闸进水两种典型补水方案为例,分析了蠡湖水体透明度的改善效果。计算结果表明:两种方案均可将蠡湖平均透明度提升至 0.8 m 以上;南部补水方案使全湖平均透明度提高了 0.5 m,好于西部补水方案;适当加大东部出口的出流量可以提高水体透明度的改善效果;补水会导致局部区域悬浮物浓度增加,在补水总流量固定的条件下,适当调控出口流量分配可以有效改善蠡湖水体透明度。

关键词:水体透明度;补水;MIKE 21;水动力-水质耦合模型;蠡湖

中图分类号:X524 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2025)01-0186-12

Numerical simulation of improvement effect of water replenishment on water transparency in Lihu Lake//WU Peihan¹, ZHU Hai¹, XU Xiangzhe², JYU Maosen³, YAN Shikang⁴, YANG Chenxia⁵, ZHOU Zhibo⁶, TANG Hongwu¹, WANG Lingling¹ (1. College of Water Conservancy and Hydropower Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. Wuxi Delinghai Environmental Protection Technology Co., Ltd., Wuxi 214000, China; 3. Research and Training Center of River Chief System, Hohai University, Nanjing 210098, China; 4. Zhejiang Water Conservancy and Hydropower Technical Consulting Center, Hangzhou 310020, China; 5. Jiangsu Water Conservancy Survey and Design Research Institute Co., Ltd., Yangzhou 225217, China; 6. Tianjin Research Institute of Water Transport Engineering, Ministry of Transport, Tianjin 300456, China)

Abstract: In order to objectively evaluate the influence of water replenishment of Taihu Lake on the improvement of the transparency of Lihu Lake, the correlation between water transparency (SD) and the concentration of suspended solids (SS) and chlorophyll-a (Chla) suitable for Lihu Lake was obtained by analyzing the measured data. The coupling model of hydrodynamic and water quality of Lihu Lake was constructed by using MIKE 21, which can be used for simulation and computation. The SD improvement effect of Lihu Lake under two typical water replenishment schemes of Changguangxi water intake in the south and Wuli Lake control gate water intake in the west was analyzed. The results show that the average transparency of Lihu Lake can be increased to more than 0.8 m by both schemes. The average transparency of the whole lake increased by 0.5 m in the southern water replenishment scheme, which was better than that in the western water replenishment scheme. Appropriately increasing the outflow of the eastern outlet can improve the effect of water transparency. Water replenishment will lead to the increase of suspended solids concentration in local areas. Under the condition that the total water replenishment flow is fixed, proper regulation of outlet flow distribution can effectively improve the water transparency of Lihu Lake.

Key words: water transparency; water replenishment; MIKE 21; hydrodynamic and water quality coupling model; Lihu Lake

蠡湖(又名五里湖)是位于江苏省无锡市区西南郊、太湖北部的平原浅水湖泊,是无锡市的景观湖泊。近年来,由于受到藻类繁殖、人类活动、工业生

产等影响,蠡湖的水质现状不容乐观。为全面贯彻生态文明建设,无锡市采取了清淤、动力换水、污水截流、湖岸整治等一系列措施,蠡湖水质得到了显著

基金项目:国家重点研发计划项目(2022YFC3202605);国家自然科学基金项目(52479062);国家自然科学基金青年科学基金项目(52309086);江苏省水利科技项目(2023013)

作者简介:吴佩翰(2000—),男,硕士研究生,主要从事水环境数值模拟研究。E-mail:wph@hhu.edu.cn

通信作者:王玲玲(1966—),女,教授,博士,主要从事水环境数值模拟研究。E-mail:706584934@qq.com

改善,但是水体透明度(SD)等感官指标的改善效果并不明显^[1]。从2020—2023年,蠡湖透明度整体呈逐年下降的趋势,2023年夏季小于0.5 m,严重影响了蠡湖的整体感观。

补水是景观湖泊透明度改善的重要措施之一^[2]。在湖泊补水对水环境影响的研究方法中,基于水环境模型的数值模拟能准确预测湖泊水质因子在不同水动力条件下的时空演化特征,已得到广泛应用^[3-7]。国内外学者对不同湖泊的补水工程进行了研究,曾庆慧等^[8]通过构建白洋淀湿地二维水动力模型,研究了不同补水情景下白洋淀的水动力改善情况,为白洋淀湿地水资源保障和促进淀区水体循环流动提供了科学依据;董增川等^[9]在引江济太工程原型试验的基础上,对水量水质数值模拟的模型优化提出了行之有效的处理方法,在多种方案条件下研究补水造成的太湖水质变化情况,对区域水量水质联合模拟调度具有借鉴价值;孙昊等^[10]基于EFDC模型,模拟了太湖微塑料粒子的迁移,评估了太湖微塑料污染概率,为太湖微塑料防控提供了理论基础;丁玲等^[11]基于五里湖二维水流水质耦合模型,分析了调贡湖水入五里湖对五里湖水质的影响,结果表明,不同方案引排水时间不同,并考虑了底泥释放的情况,提出了相应的清淤措施;闫毓等^[12]运用MIKE 11模型对上海中心城区蕴南水利控制片进行了多目标水动力调控计算,并分析了不同方案的活水效果,为平原河网水动力再造和水环境改善提供了参考;Etemad-Shahidi等^[13]基于MIKE11模拟了不同补水流量下丹水河的盐度分布,并分析了根据相应的方程预测不同补水量对丹水河盐度的影响;Ao等^[14]运用MIKE 3对西北兴庆湖进行了透明度和藻类生长计算,指出在低温和良好的水流条件下,使用再生水补充兴庆湖的景观水能更好地发挥其景观功能,为改善缺水城市的水管理实践提供了一种思路。

透明度是描述湖泊光学特征的一个重要参数,直接反映了水下光场的分布,表征了城市景观湖泊的健康状况^[15-18]。由于透明度为一感官指标,无法直接对其进行数值模拟,但是透明度受诸多因素的影响,因此可以通过模拟影响透明度的因素,实现对其间接的模拟预测。王书航等^[19]针对2012—2013年蠡湖透明度进行了相关性分析,认为蠡湖透明度与悬浮物(SS)浓度相关,并得到了透明度与悬浮物浓度的关系。相关学者分析了太湖^[20-21]、抚仙湖^[22]、浙江嘉兴南湖及其河网^[23]、渤海及黄海^[24]的透明度影响因子,结果表明悬浮物均为主要影响因子。Rossaro等^[25-26]研究表明,透明度可能与悬浮物浓度以及叶绿素a(chla)浓度成单因素相关,也有可

能呈多因素相关,因此,不同湖泊透明度的影响因素多样且各不相同^[27],通过寻求透明度与其他水质指标的相关关系,可以间接实现对透明度的预测。

虽然前人初步探索了补水对蠡湖透明度改善的影响,但现有研究多将悬浮物作为影响蠡湖透明度的主要因素,且将悬浮物概化为一种被动标量进行模拟,忽略了悬浮物的沉降以及由于流场的扰动而再悬浮的情况^[28-29]。本文以典型城市浅水湖泊蠡湖为研究对象,通过分析蠡湖水质实际监测数据,获得了适用于蠡湖透明度的关系式,基于MIKE21进行蠡湖水动力和水质因子的数值模拟,拟定多个蠡湖补水工况,分析不同工况下蠡湖透明度的改善效果,以期为选择合理的补水方案提供参考。

1 研究区概况

蠡湖东西长约6 km,南北宽0.3~1.5 km,正常蓄水位为3.3 m(吴淞镇江基面,下同),对应库容为1800万m³。正常水位时湖体周长约为21 km,面积约为8.6 km²,湖底高程0.5~1.5 m。如图1所示。以蠡堤、宝界桥和蠡湖大桥为界,将湖体分为A、B、C、D 4个区域,A区为蠡堤以北区域,B区为宝界桥以北至蠡堤区域,C区为宝界桥与蠡湖大桥之间的区域,D区为蠡湖大桥以东区域。蠡湖出入湖口门主要包括西侧五里湖节制闸、南侧长广溪节制闸以及东侧曹王泾出水闸,湖心监测点为国家地表水水质自动监测站,布置7个实测断面(断面1~7)作为水位、流速测量断面。

2 蠡湖透明度的影响因素及表达式

根据Bonansea等^[26]的研究,影响蠡湖透明度的因素为:①水体中的悬浮物。透明度与悬浮物呈反比例函数关系。②叶绿素a。夏季为藻类的高发季节,水中的藻类进行光合作用产生叶绿素a,对光有吸收和散射作用,也会对透明度产生影响。本文利用2023年6—7月蠡湖湖长工作站的水质实测数据,分别对透明度与悬浮物、透明度与叶绿素a进行回归分析,发现透明度与悬浮物、叶绿素a均呈指数关系,拟合曲线及表达式如图2所示, $R^2>0.9$,拟合效果较好。

进一步对透明度与悬浮物、叶绿素a的浓度关系进行多元回归分析,并利用2023年8月水质实测数据对其开展验证。拟合得到的水体透明度与悬浮物、叶绿素a质量浓度的关系($R^2=0.927$)为

$$F = 288.352(1000\rho_{ss})^{-0.001} + 1.317\rho_{Chla}^{-0.126} - 288.304 \quad (1)$$

式中: F 为水体透明度,m; ρ_{ss} 为水体中悬浮物的质

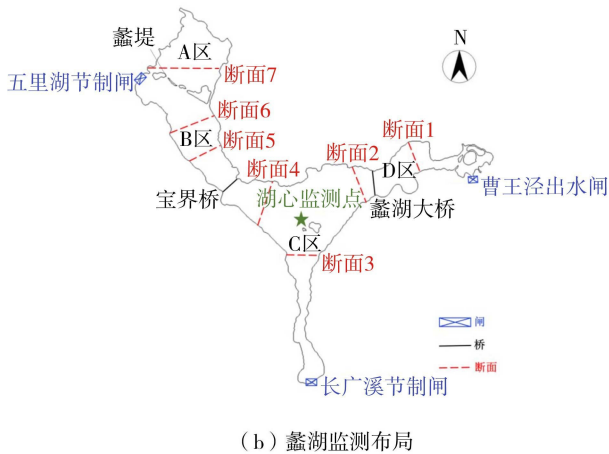
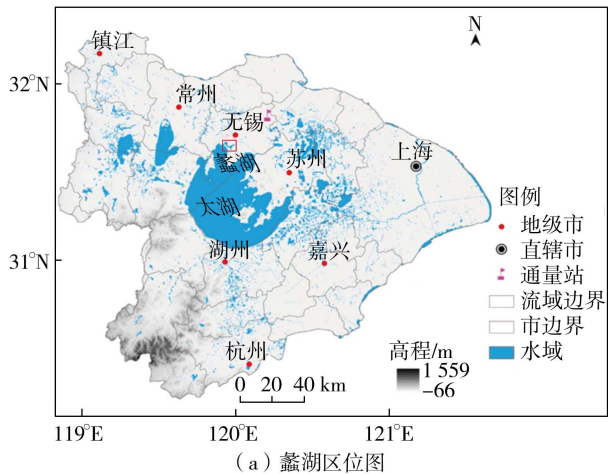


图 1 蠡湖地理位置与监测布局示意图

Fig. 1 Geographical location and monitoring layout diagram of Lihu Lake

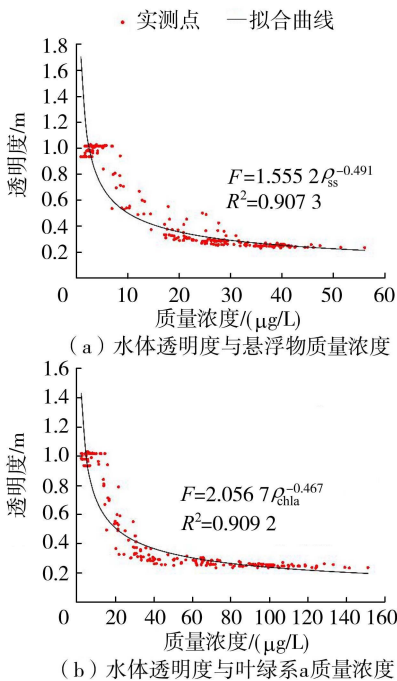


图 2 水体透明度与悬浮物及叶绿素 a 质量浓度的关系

Fig. 2 Relationship between water transparency, suspended solids mass concentration and chlorophyll-a mass concentration

量浓度; ρ_{Chla} 为水体中叶绿素 a 的质量浓度。据此绘制出水体透明度与悬浮物、叶绿素 a 质量浓度的多元关系,如图 3 所示。

为验证式(1)是否符合实际情况,选取 2023 年 8 月蠡湖水水质逐日实测数据,对 F 进行验证,验证结果如图 4 所示。经统计,平均误差为 9.4%,验证结果良好。

3 蠡湖水动力-水质模型的建立与率定

3.1 水动力模型

连续方程为

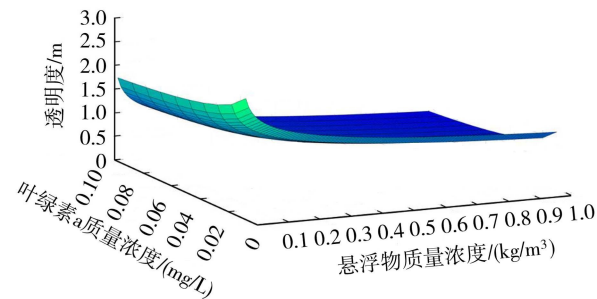


图 3 水体透明度与悬浮物及叶绿素 a 质量浓度的多元关系

Fig. 3 Multicomponent relationship between of water transparency, suspended solids mass concentration and chlorophyll-a mass concentration

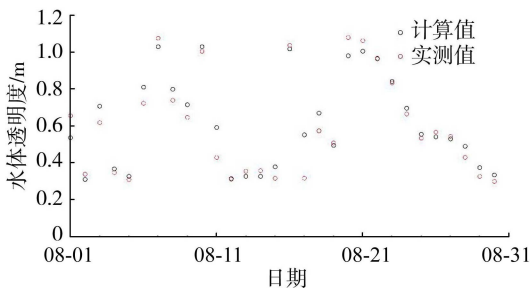


图 4 水体透明度验证结果

Fig. 4 Verification result of water transparency

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial(hu)}{\partial x} + \frac{\partial(hv)}{\partial y} = 0 \quad (2)$$

动量方程为

$$\frac{\partial(hu)}{\partial t} + \frac{\partial(hu^2 + gh^2/2)}{\partial x} + \frac{\partial(huv)}{\partial y} = gh(s_{0x} - s_{tx}) + s_{wx} \quad (3)$$

$$\frac{\partial(hv)}{\partial t} + \frac{\partial(huv)}{\partial x} + \frac{\partial(hv^2 + gh^2/2)}{\partial y} = gh(s_{0y} - s_{ty}) + s_{wy} \quad (4)$$

其中

$$s_{0x} = -dZ/dx \quad s_{0y} = -dZ/dy$$

$$s_{wx} = \rho_a C_D |W_a| W_a \cos \alpha$$

$$s_{fx} = \rho u \sqrt{u^2 + v^2} / (h w_c^2) \quad s_{fy} = \rho v \sqrt{u^2 + v^2} / (h w_c^2)$$

$$s_{wy} = \rho_a C_D |W_a| W_a \sin \alpha$$

式中: ρ_a 为空气的密度; C_D 为风拖拽系数; W_a 为水面以上 10 m 处的风速; h 为水深; u 、 v 分别为 x 和 y 向垂线平均流速分量; g 为重力加速度; s_{0x} 、 s_{fx} 分别为 x 向水底底坡和摩阻坡度; s_{0y} 、 s_{fy} 分别为 y 向的水底底坡和摩阻坡度; s_{wx} 、 s_{wy} 分别为 x 和 y 方向风应力; ρ 为水的密度; Z 为水底地形高程; w_c 为摩阻流速。

3.2 水质模型

湖泊水质控制方程是综合考虑污染物对流扩散、物理运输和水动力等过程,基于物质守恒原理建立的,其数学表达式为

$$\frac{\partial(h\rho_c)}{\partial t} + \frac{\partial(hu\rho_c)}{\partial x} + \frac{\partial(hv\rho_c)}{\partial y} = \frac{\partial(Dh\partial\rho_c/\partial x)}{\partial x} + \frac{\partial(Dh\partial\rho_c/\partial y)}{\partial y} - K h \rho_c + S \quad (5)$$

式中: ρ_c 为污染物的水深平均质量浓度; D 为各污染物扩散系数; S 为各污染物的源汇项; K 为污染物的衰减系数。

水质模型中的生态模块旨在研究水生态系统对水质的影响。在蠡湖自身浮游动植物生存及分布状况尚不清楚的情况下,选用一种相对简单的水质模型结构(营养盐-叶绿素 a 结构)来反映水体中营养盐、叶绿素 a 的变化,包括营养盐间的相互反应过程、叶绿素 a 自身的衰减,以及植物和细菌对藻类的摄取作用,使模拟过程更接近于实际过程。

叶绿素 a 的生化过程表达式如下:

$$d\rho_{chla}/dt = G_{chla} - R_{chla} - D_{CH} - S_{CH} \quad (6)$$

其中

$$G_{chla} = (P - R_1 \theta_1^{T-20}) K_{11} F_{(N,P)} K_{10}$$

$$R_{chla} = R_1 e^{-kh} F_{(N,P)} \theta_1^{T-20} + R_2 \theta_2^{T-20}$$

$$D_{CH} = K_8 \rho_{chla} \quad S_{CH} = K_9 / H \rho_{chla}$$

式中: ρ_{chla} 为叶绿素 a 的质量浓度; G_{chla} 为叶绿素 a 的净产量; R_{chla} 为植物呼吸作用对叶绿素 a 的消耗量; D_{CH} 为藻类死亡量; S_{CH} 为藻类沉降量; P 为藻类光合作用产氧量, $g/(m^2 \cdot d)$ (以 O_2 计); R_1 为 20℃ 时自养呼吸作用耗氧率, $g/(m^2 \cdot d)$ (以 O_2 计); θ_1 为藻类光合作用温度系数; θ_2 为呼吸作用温度系数; h 为消光系数; H 为水深; T 为水温; $F_{(N,P)}$ 为氮磷营养盐限制函数; K_8 为藻类死亡率; K_9 为藻类沉降率; K_{10} 为叶绿素 a 与碳的质量比; K_{11} 为碳氧质量比。

悬浮物的输运方程为

$$\frac{\partial \rho_s}{\partial t} + \frac{u \partial \rho_s}{\partial x} + \frac{v \partial \rho_s}{\partial y} = \frac{\partial(h D_x \partial \rho_s / \partial x)}{h \partial x} + \frac{\partial(h D_y \partial \rho_s / \partial y)}{h \partial y} + \frac{Q_L \rho_L}{h} - (S_D + S_E) \quad (7)$$

其中

$$S_D = w \rho_b p_d$$

$$S_E = E(\tau_b / \tau_{ce} - 1)^n \quad (\tau_b > \tau_{ce})$$

式中: ρ_s 为悬浮物深度平均质量浓度; D_x 、 D_y 分别为 x 、 y 方向的扩散系数; Q_L 为单位水平面积的源项流量; ρ_L 为源排放的泥沙质量浓度; S_D 为沉降项; S_E 为冲刷项; w_s 为沉降速度; ρ_b 为近床面悬浮物质量浓度; p_d 为沉降概率函数; E 为侵蚀度; τ_b 为床层剪应力; τ_{ce} 为床层临界剪应力。

3.3 模型的建立与率定

3.3.1 模型范围及网格剖分

建立蠡湖二维水动力-水质耦合数学模型,模型的范围包括整个蠡湖水域,采用非结构化网格对计算区域进行剖分,最小网格面积为 $67.68 m^2$; 最大网格面积为 $1493.37 m^2$, 计算区域的网格单元总数为 14927。蠡湖数字模型网格及地形如图 5 所示。

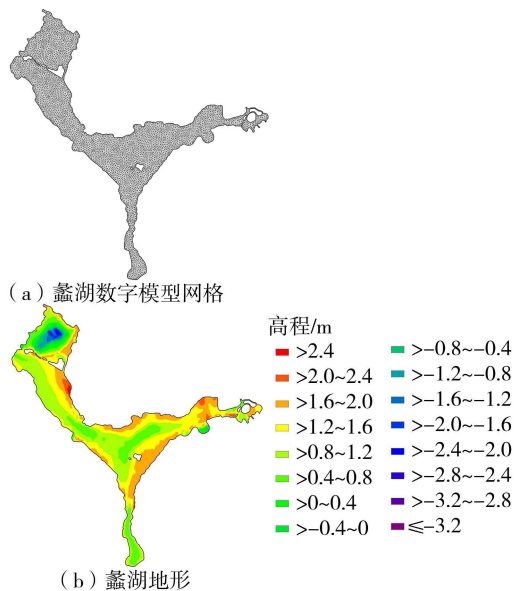


图 5 蠡湖数学模型网格与地形

Fig. 5 Mathematical model grid and topographic map of Lihu Lake

3.3.2 水动力模型参数率定

2023 年 8 月 28 日进行实地踏勘,周边水闸均处于关闭状态,湖流由风场驱动。采用当日实测湖流及风场数据率定水动力模型糙率值。采用声学多普勒流速剖面仪(acoustic doppler current profiler, ADCP; 型号 SonTek M9, 深度误差为 1%, 流速误差为 0.25%)对蠡湖 7 个断面进行扫描并采用 RTK 测量水位,读取水深、流速等水动力数据,并同步记录周边气象站当日风场数据,收集并整理所有数据进行水动力模型的参数率定。模型中加入实测风场,初始流速场设置为 0,初始水位设置为 3.4 m,边界为长广溪节制闸(S)、五里湖节制闸(W)与曹王泾出水闸(E)(图 1)。率定时段均处于关闭状态,湖流由风速驱动。模拟时长为 6 h,时间步长设置为 180 s。7 个断

面的流速、水深的验证结果和部分断面(断面2、断面7)流速和水深验证结果见图6,流速和水深对比结果的平均误差在5%以内,表明所建的水动力模型精度较高,最终选定湖底糙率为0.02。

3.3.3 水质模型参数率定

根据2023年12月4—8日无锡市气候实况分布系统的风速和国家地表水水质自动监测数据(湖心监测点,见图1)进行水质模型参数的率定,水质模型参数分为悬浮物和叶绿素a。模型中加入2023年12月4—8日的风场,模拟时长为5d,时间步长设置为180s。通过采样分析,蠡湖悬沙中值粒径约为0.006mm,底泥由中值粒径为0.01mm左右的粉粒组成。初始悬浮物质量浓度设置为0.12kg/m³,初始叶绿素a质量浓度设置为0.016mg/L,均为12月4日实测值,边界与水动力模型参数率定的边界相同。叶绿素a的相关参数取值为 $K_8=0.01\text{ m/d}$, $K_9=0.2\text{ m/d}$, $K_{10}=0.025\text{ mg/mg}$, $K_{11}=0.2587\text{ mg/mg}$ 。悬浮物相关参数取值为 $E=5\times 10^{-7}\text{ kg/(m}^3\cdot\text{s)}$, $\tau_{ce}=2\times 10^{-5}\text{ Pa}$ 。

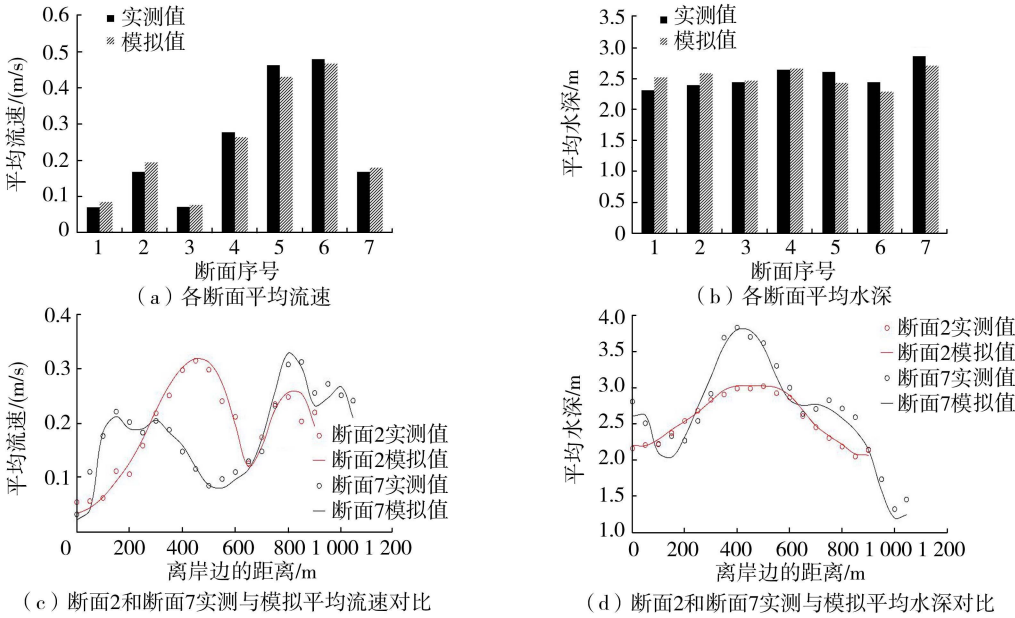


图6 各断面平均流速、平均水深的实测值与模拟值对比

Fig. 6 Comparison of measured and simulated values of average velocity and average water level in each section

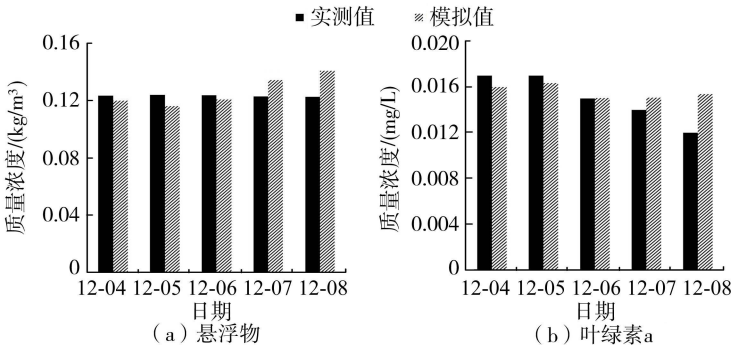


图7 悬浮物、叶绿素a质量浓度逐日实测值与模拟值对比

Fig. 7 Comparison of daily measured and simulated values of suspended solids and chlorophyll-a mass concentration

悬浮物与叶绿素a的质量浓度实测值与模拟值对比如图7所示。悬浮物验证平均误差为9.1%,叶绿素a验证的平均误差为7.1%,结果表明所建的水质模型精度较高。

综上,水动力及水质模型参数取值合理,所建的水动力-水质耦合模型精度较高,可用于后续补水工程的研究。

4 计算方案与结果

4.1 计算方案

根据《蠡湖水环境深度治理方案》,由于太湖的水质普遍优于蠡湖,设计从太湖引水7.5m³/s,并经过高压控藻、沉淀处理后入蠡湖进行补水用以改善蠡湖透明度,叶绿素a去除率为90%。经过沉淀,悬浮物质量浓度接近于0kg/m³。模型计算时间为60d,时间步长设置为180s。水动力初始条件设置为水位3.4m,边界为长广溪节制闸、五里湖节制闸和曹王泾出水闸(图1)。补水总流量 $Q=7.5\text{ m}^3/\text{s}$,

并拟定两种补水方案(图 8):①南部补水方案。南侧长广溪节制闸进水,西侧五里湖节制闸和东侧曹王泾出水闸出水。②西部补水方案。西侧五里湖节制闸进水,南侧长广溪节制闸和东侧曹王泾出水闸出水。模拟工况设置见表 1,南部和西部补水方案各设置 3 种工况,其中工况 S0 及 W0 为天然出流工况(两个出口边界均为水位 $H=3.3\text{ m}$),其他工况为控制出流工况(曹王泾出口边界设置为 3.3 m 水位边界,其他出口设置为流量边界)。为研究不同出流流量分配对蠡湖透明度的影响,每个补水方案 3 种工况相应 2 个出口的分流比(其他出口流量与曹王泾出口流量之比)包含大于 1(工况 S2 与 W0)、小于 1(工况 S1 与 W1)、接近于 1(工况 S0 与 W2)的情况。

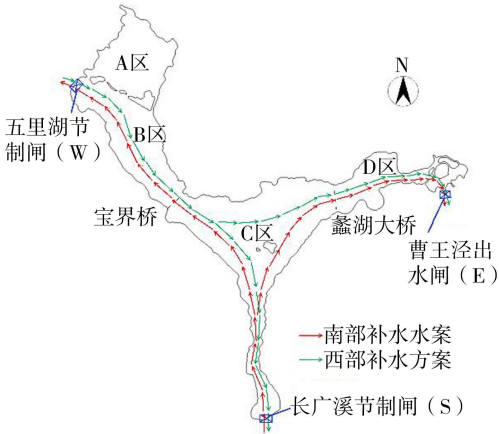


图 8 两种补水方案示意图

Fig. 8 Two water replenishment schemes

模型水质初始条件根据 2023 年 8 月 23 日实测值确定,蠡湖湖水为Ⅲ类水,初始叶绿素 a 质量浓度设定为 0.05 mg/L ,悬浮物质量浓度设定为 0.12 kg/m^3 ,其他水质指标按照Ⅲ类水的标准给定。太湖水为Ⅱ类水,不同工况下进口对应的水质按Ⅱ类水标准给定,其中叶绿素 a 按控藻后去除 90% 计,为 0.005 mg/L ,进口悬浮物质量浓度设定为 0 kg/m^3 。两个方案的水质初始条件与水质边界条件均相同。

4.2 水动力计算结果

补水 60 d 后 6 种工况的流速分布见图 9,全湖流速分布范围在 $0\sim0.01\text{ m/s}$ 之间。为方便比较不同工况下的水动力场,将流速小于 0.005 m/s (蠡湖

底泥临界起动流速)的区域定义为低流速区,流速大于 0.005 m/s 的区域定义为高流速区。①南部补水方案。S0 工况下计算结果为两出口流量大致相等(表 1),高流速区主要分布于 C 区进口与 D 区出口附近,占全湖面积的 14.24%;控制东部出水流量大于西部出水流量时(S1 工况),全湖高流速区的占比增多至 17.48%;而控制西部出水流量大于东部出水流量(S2 工况)时,B 区高流速区有所增多,D 区的高流速区明显减少,全湖高流速区的占比减小至 12.42%。②西部补水方案。W0 工况和东部出水流量大于南部出水流量(W1 工况)相比,W1 工况的高流速区占比比 W0 多 1.07%。6 种工况各特征流速区域占总区域的比例见表 2。可见,两种方案中,增大东部出口流量(S1、W1 工况)均可以使低流速区域占比降低,改善蠡湖水动力状况。

4.3 叶绿素 a 及悬浮物质量浓度计算结果

以 S0 和 W2 工况为例,图 10 为叶绿素 a 质量浓度分布随补水时间的变化过程。S0 工况在补水第 7 天时湖心区域的叶绿素 a 质量浓度显著降低,而 W2 工况补水第 11 天才能影响湖心区域;21 d 后,两工况湖体的叶绿素 a 质量浓度分布基本趋于稳定。总体看来,S0 工况可更快降低叶绿素 a 的质量浓度。

不同补水方案叶绿素 a 质量浓度的变化范围为 $0.005\sim0.020\text{ mg/L}$ 。两个方案中,全湖叶绿素 a 质量浓度与初始质量浓度(0.05 mg/L)相比总体呈现下降趋势,进口附近小于出口附近(图 11),主要是因为补水的水质优于蠡湖水质。因藻类光合作用会产生叶绿素 a,由于靠近出口处营养盐浓度更高,藻类光合作用更加强烈,使得叶绿素 a 质量浓度下降的趋势变缓。不同的出口流量分配也会改变叶绿素 a 浓度的分布场。在南部补水方案中,S1 工况叶绿素 a 质量浓度 0.015 mg/L 的等值线向东侧偏移;西部补水方案中,随着东侧出口流量的增大(W1 工况), 0.0175 mg/L 等值线逐渐由湖心偏移至蠡湖大桥(图 11(d))。

在补水 60 d 后,全湖平均悬浮物质量浓度均呈现下降趋势。南部补水方案中,悬浮物的质量浓度

表 1 工况设置

Table 1 Operation setting

工况	入口边界条件	出口 1 边界条件	出口 2 边界条件	出流工况
S0	南侧长广溪节制闸补水	$H_W=3.3\text{ m}$	$H_E=3.3\text{ m}$	天然出流: $Q_W\approx Q_E, Q_W=3.6\text{ m}^3/\text{s}$
S1		$Q_W=2.5\text{ m}^3/\text{s}$	$H_E=3.3\text{ m}$	控制出流: $Q_W<Q_E$
S2		$Q_W=5.0\text{ m}^3/\text{s}$	$H_E=3.3\text{ m}$	控制出流: $Q_W>Q_E$
W0	西侧五里湖节制闸补水	$H_S=3.3\text{ m}$	$H_E=3.3\text{ m}$	天然出流: $Q_S>Q_E, Q_S=4.4\text{ m}^3/\text{s}$
W1		$Q_S=3.0\text{ m}^3/\text{s}$	$H_E=3.3\text{ m}$	控制出流: $Q_S<Q_E$
W2		$Q_S=3.75\text{ m}^3/\text{s}$	$H_E=3.3\text{ m}$	控制出流: $Q_S\approx Q_E$

注:下标 W、S、E 分别代表五里湖节制闸、长广溪节制闸、曹王泾出水闸。

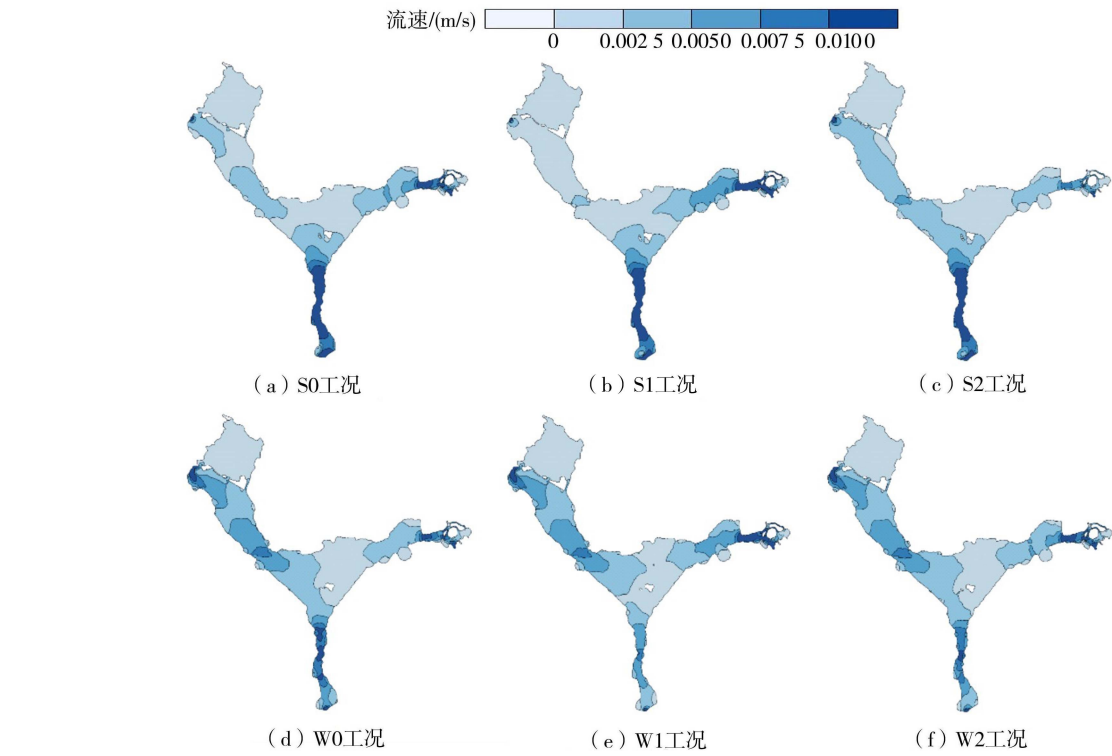


图 9 不同补水方案蠡湖流速分布

Fig. 9 Flow velocity distribution in Lihu Lake under different water replenishment schemes

表 2 特征流速区域面积与全湖面积之比

Table 2 Ratio of characteristic velocity area to total lake area

工况	低流速区占比/%	高流速区占比/%
S0	85.76	14.24
S1	82.52	17.48
S2	87.58	12.42
W0	77.14	22.86
W1	76.07	23.93
W2	77.42	22.58

稳定在 0.2 kg/m^3 以下,而西部补水方案 C 区南侧和 D 区的悬浮物质量浓度达到 0.2 kg/m^3 以上,最大可达 0.28 kg/m^3 (图 12(d)(e)(f))。6 种工况的悬浮物质量浓度均在进口处最小,出口处最大。南部补水方案 D 区的悬浮物质量浓度能够稳定在 0.16 kg/m^3 以下;S2 工况中 B 区的悬浮物质量浓度普遍增大约 50%,这是因为 B 区流速增大 (图 9(c)),更多的悬浮物发生了再悬浮。西部补水方案也会出现高流速区悬浮物质量浓度增大的现

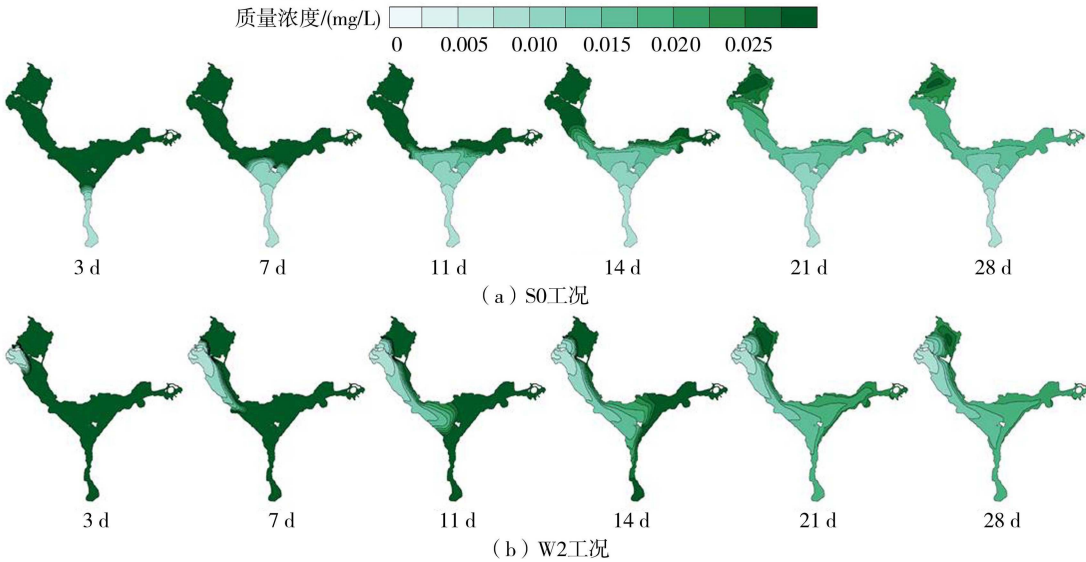


图 10 叶绿素 a 质量浓度分布随补水时间的变化

Fig. 10 Variation of chlorophyll-a mass concentration distribution with time of water replenishment

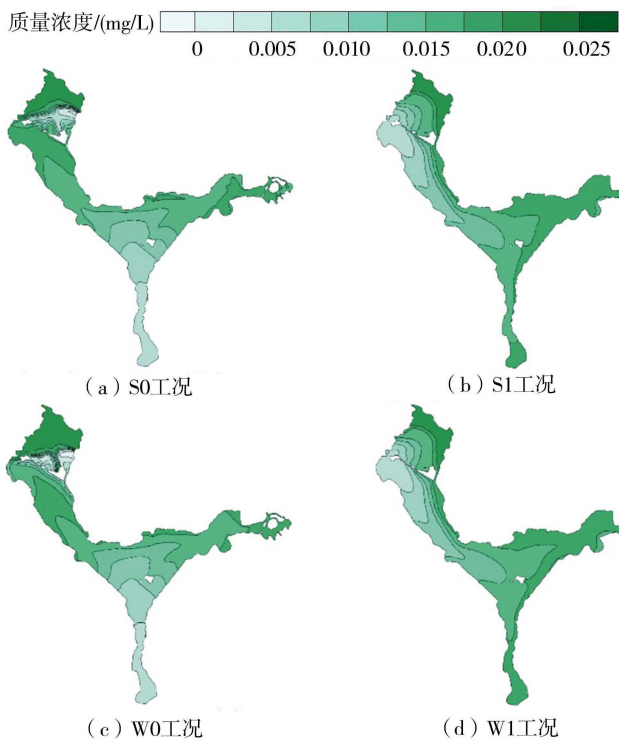


图 11 不同补水方案蠡湖叶绿素 a 质量浓度分布

Fig. 11 Chlorophyll-a mass concentration distribution in Lihu Lake under different water replenishment schemes

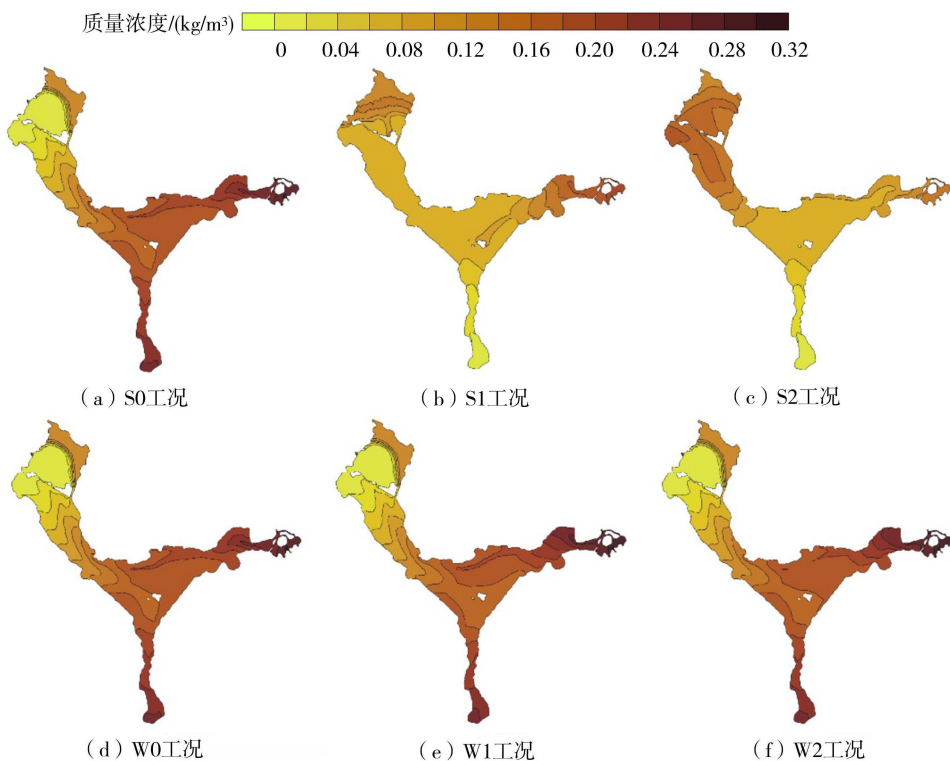


图 12 不同补水方案蠡湖悬浮物质量浓度分布

Fig. 12 Suspended solids mass concentration distribution in Lihu Lake under different water replenishment schemes

象,其高流速区占比高于南部补水方案(表 2),因此悬浮物质量浓度增大的区域更多。

4.4 水体透明度计算结果

基于模拟得到的叶绿素 a 与悬浮物的浓度场,采用式(1),绘制 6 种工况最终水体透明度的分布

场如图 13 所示。根据《蠡湖水环境深度治理》规划,0.7 m 为蠡湖透明度的改善目标。为方便比较透明度的分布,将透明度大于 0.7 m 的区域定义为透明度达标区。南部补水方案中,全湖透明度均高于 0.7 m;西部补水方案中,C 区和 D 区存在透明度

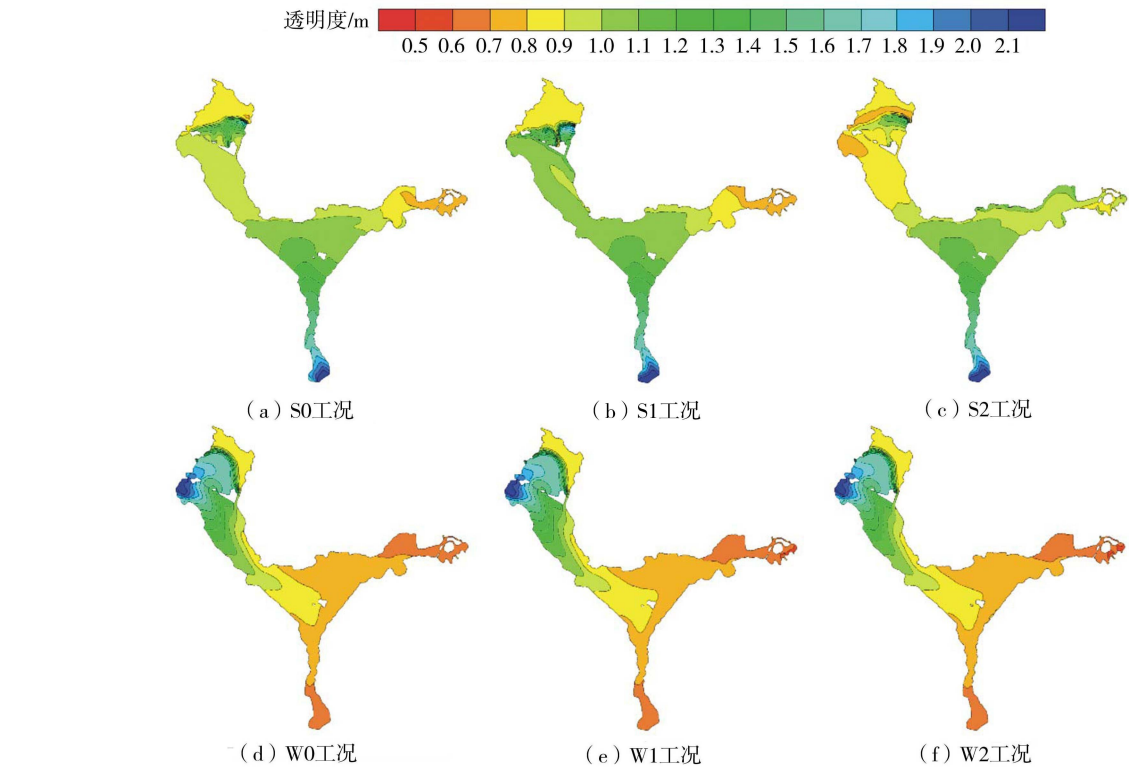


图 13 不同补水方案蠡湖水体透明度分布

Fig. 13 Water transparency distribution in Lihu Lake under different water replenishment schemes

低于 0.7 m 的区域。表 3 统计了透明度达标区的面积占比与透明度的提高率。在南部补水方案中, S1 工况透明度的提高率最大可达 70.72%; 西部补水方案的透明度提高率普遍低于南部补水方案。

表 3 透明度达标区面积占比与透明度提高率

工况	透明度达标区占比/%	透明度提高率/%
S0	100	68.20
S1	100	70.72
S2	100	63.93
W0	87.12	46.56
W1	85.92	46.52
W2	87.47	46.40

6 种工况全湖平均透明度变化趋势如图 14 所示。水体透明度随着时间的推移不断增加, 在补水 1 月之后, 透明度的变化趋势趋于稳定, 所有方案全湖平均透明度均能达到 0.7 m 以上的标准。南部补水方案的透明度(约 1 m)大于西部补水方案(约 0.8 m), 且相比于西部补水方案, 采用南部补水方案均能提前 3 d 达到目标透明度。南部补水方案 S2 工况最终透明度最小(0.95 m); 西部补水方案中, 补水 60 d 后 3 种工况的透明度均处于 0.85 m 左右, 差别不大。

4.5 讨论

南部补水方案与西部补水方案对于叶绿素 a 均有所改善且差别不大, 但水体悬浮物质量浓度变化对

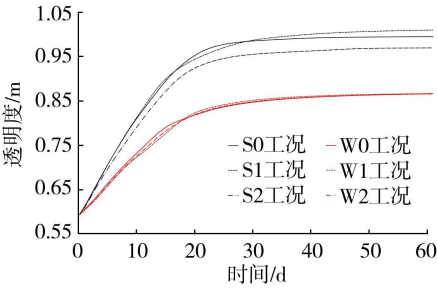


图 14 全湖平均水体透明度改善情况

Fig. 14 Average water transparency improvement in whole lake

不同补水方案较为敏感。在补水总流量不变的情况下, 南部补水方案蠡湖悬浮物质量浓度平均值为 $0.085 \sim 0.097 \text{ kg/m}^3$; 西部补水方案为 $0.131 \sim 0.132 \text{ kg/m}^3$, 局部区域最高可达 0.28 kg/m^3 , 主要分布于 D 区(图 12(f)), 比南部补水方案局部悬浮物极值高约 40%。选取两方案透明度改善效果不佳的情况(S2、W0 工况)用以分析补水对悬浮物质量浓度变化的影响机制, 绘制主流线(图 15)以及流速和悬浮物质量浓度沿主流线的变化图(图 16)。可见, 悬浮物质量浓度沿主流线均呈增加趋势。当水体流速大于临界起动流速 0.005 m/s 时, 泥沙发生再悬浮, 悬浮物质量浓度增长趋势显著。虽然 S2 工况 C 区的沿程流速比 W0 工况更大, 但是 W0 工况 C 区的高流速区和河床质量变化区域面积明显多于 S2 工况(表 2 和图 17)。湖底泥沙被起动后, 在水

流输运下悬浮物沿程浓度不断增加,且河床质量减小区域越多,浓度增加率越大,导致W0工况的悬浮物质量浓度增加率高于S2工况。由于蠡湖沉积物粒径小(对应沉速量级约为0.03 mm/s),即使水体流速小于临界起动流速,水体中的悬浮物质量浓度也可长时间保持稳定。经统计,W0工况的悬浮物质量浓度比S2工况高35%~50%(图12(c)(d)),说明高流速区能使更多悬浮物发生再悬浮,相对较低的补水流速是南部补水方案全湖平均透明度的提高率比西部补水方案高14%~24%的主要原因。

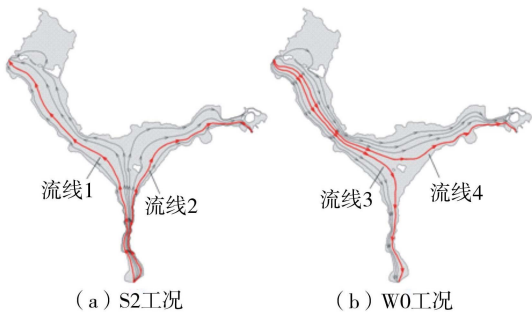


图 15 不同工况流线图

Fig. 15 Streamline diagrams for different working conditions

在南部补水方案中,3种工况全湖平均水体透明度从大到小为S1、S0、S2,S1工况相较于S0工况提高了0.02 m;而S2工况相较于S0工况降低了0.03 m。这主要是因为控制西部出流流量增加后,B区悬浮物发生了再悬浮,导致水体悬浮物质量浓度增加,透明度下降。

图17为工况S2和工况W0下,河床的质量变化情况。在工况W0下,河床质量变化区域(处于高流速区)面积明显多于工况S2,表明高流速区可能导致更多的河床质量变化,从而影响悬浮物质量浓度的分布,使得悬浮物质量浓度上升的区域面积明显小于S2工况的B区(图12(b)(c))。因此,适当提高东部出流流量、减少西部出流流量可以提高水体透明度的改善效果。

5 结 论

a. 基于蠡湖水水质实测数据,通过多元回归分析,得出蠡湖水透明度与悬浮物、叶绿素a浓度的相关关系,该关系式的验证结果良好,可用于蠡湖水透明度的间接模拟预测。

b. 建立蠡湖水动力-水质模型,并模拟了南部补水与西部补水两种补水方案的透明度改善成效。在控制总补水流量为7.5 m³/s的条件下,南部补水方案全湖平均透明度比西部补水方案高0.1~0.14 m。其中,叶绿素a质量浓度在两种补水方案下均得到了明显改善且差异不大,但南部补水方案的悬浮物质量浓度比西部补水方案低0.033~0.047 kg/m³,是透明度优于西部补水方案的主要原因。

c. 在南部补水方案中,分析了天然出流、控制出流(东部出流流量大于西部及西部出流流量大于东部)3种情况,结果表明:东部出流流量大于西部时,透明度(1.01 m)改善效果最好,优于天然出流工况(0.99 m)及西部出流流量大于东部出流工况

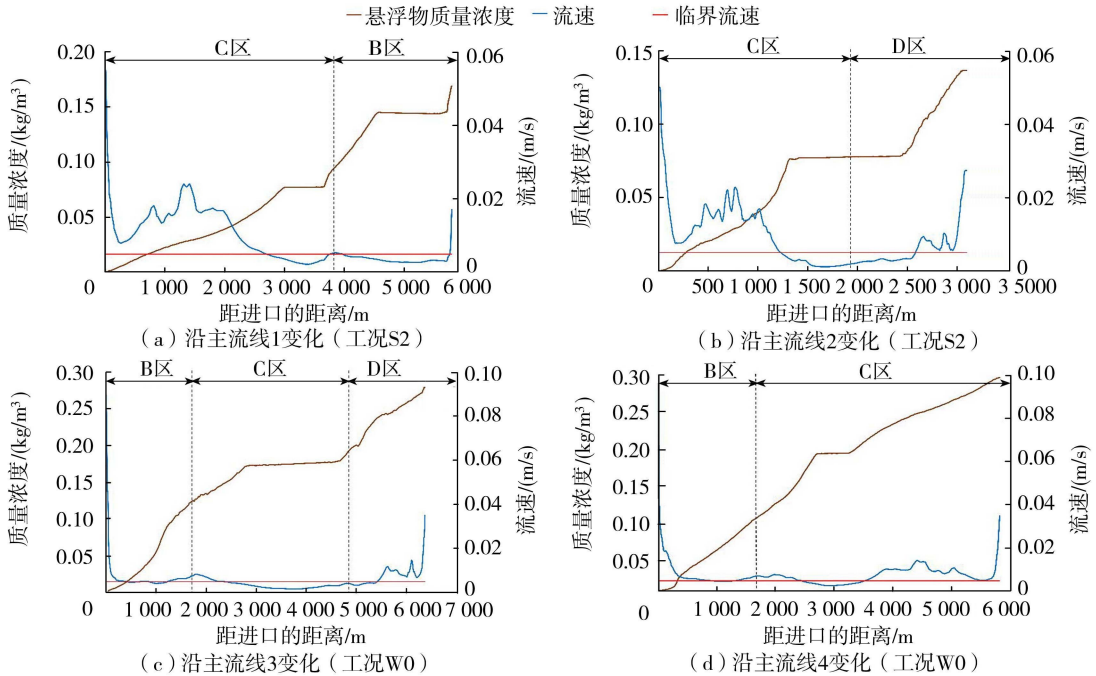


图 16 悬浮物质量浓度和流速的沿程变化

Fig. 16 Variation of suspended solids mass concentration and velocity along streamline

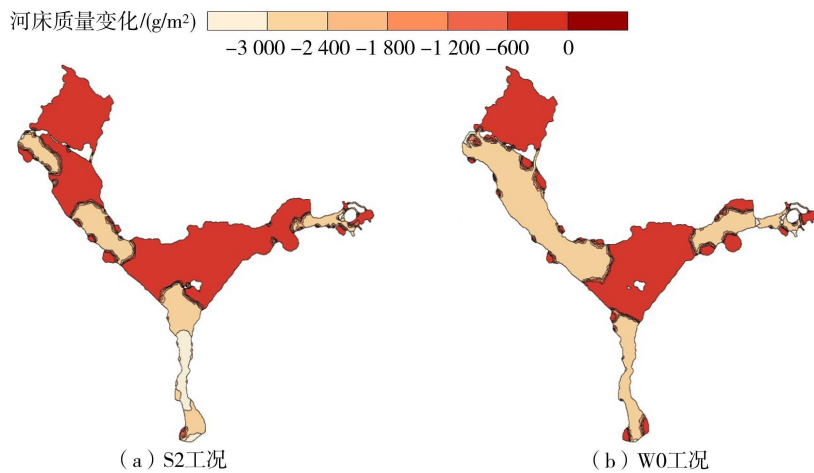


图 17 工况 S2 和工况 W0 河床质量变化分布
Fig. 17 Distribution of bed mass variation under conditions S2 and W0

(0.97 m)。

d. 优质的补水水源会改善湖泊水体透明度与悬浮物浓度指标,但是也会引起局部悬浮物的再悬浮,制定有水体透明度降低风险的补水方案需要考虑控制湖流流速不宜高于底部沉积物临界起动流速。

参考文献:

[1] 蔡琳琳,朱广伟,王永平,等. 五里湖综合整治对湖水水质的影响[J]. 河海大学学报(自然科学版),2011,39(5):482-488. (CAI Linlin, ZHU Guangwei, WANG Yongping, et al. Influences of comprehensive treatment on water quality in Wuli Bay of Taihu Lake[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2011, 39(5):482-488. (in Chinese))

[2] 逢敏,逢勇,宋为威,等. 控源截污和生态补水对秦淮河水质的影响[J]. 扬州大学学报(自然科学版),2018,21(1):73-78. (PANG Min, PANG Yong, SONG Weiwei, et al. Influence of source control and pollution interception and ecological water replenishment on water quality of Qinhuai River [J]. Journal of Yangzhou University (Natural Science Edition), 2018, 21(1):73-78. (in Chinese))

[3] 崔璨,董增川,罗赟,等. 基于水文水动力模型的洪泽湖汛末蓄水策略智能优化设计[J]. 水资源保护,2023,39(4):143-151. (CUI Can, DONG Zengchuan, LUO Yun, et al. Intelligent optimization design of water storage strategy for post-flood period of Hongze Lake based on hydrological-hydrodynamic model [J]. Water Resources Protection, 2023, 39(4):143-151. (in Chinese))

[4] 饶贵康,王玲玲,徐津,等. 调水期风场对淮河入江水道浅水湖泊水动力水质的影响研究[J]. 河海大学学报(自然科学版),2023,51(3):31-37. (RAO Guikang, WANG Lingling, XU Jin, et al. Study on the effect of wind field on hydrodynamic water quality of shallow lakes in

Huaihe River watercourse entering Yangtze River during the water diversion period [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2023, 51(3):31-37. (in Chinese))

[5] 陈黎明,陈炼钢,李昶来,等. 城市湿地公园生态补水调度方案对比分析[J]. 水资源保护,2022,38(6):162-167. (CHEN Liming, CHEN Liangang, LI Tilai, et al. Comparative analysis of operation schemes for ecological water supply in urban wetland park[J]. Water Resources Protection, 2022, 38(6):162-167. (in Chinese))

[6] 孙文宇,姚成,刘志雨,等. 秦淮河水文水动力模型及实时校正[J]. 河海大学学报(自然科学版),2022,50(4):26-33. (SUN Wenyu, YAO Cheng, LIU Zhiyu, et al. Hydrological and hydrodynamic model of Qinhuai River and real-time correction[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2022, 50(4):26-33. (in Chinese))

[7] 张炜,胡乐,钱启蒙,等. 基于Delft3D的苏州市渭塘镇河道水动力水质模拟[J]. 水利水电科技进展,2023,43(6):96-102. (ZHANG Wei, HU Le, QIAN Qimeng, et al. Simulation of hydrodynamics and water quality for Weitang Town river network in Suzhou based on Delft3D [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2023, 43(6):96-102. (in Chinese))

[8] 曾庆慧,胡鹏,赵翠平,等. 多水源补给对白洋淀湿地水动力的影响[J]. 生态学报,2020,40(20):7153-7164. (ZENG Qinghui, HU Peng, ZHAO Cuiping, et al. Influence of multi-water resource replenishment on the hydrodynamic behavior of Baiyangdian wetland [J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(20):7153-7164. (in Chinese))

[9] 董增川,卞戈亚,王船海,等. 基于数值模拟的区域水量水质联合调度研究[J]. 水科学进展,2009,20(2):184-189. (DONG Zengchuan, BIAN Geya, WANG Chuanhai, et al. Joint operation of water quantity and quality based on numerical model [J]. Advances in Water Science, 2009, 20(2):184-189. (in Chinese))

- [10] 孙昊,陈求稳,丁珏,等. 基于 EFDC 模型的太湖微塑料迁移规律及污染概率分布模拟[J]. 水资源保护,2023,39(6):169-177. (SUN Hao, CHEN Qiuwen, DING Jue, et al. Simulation of microplastic migration regularity and pollution probability distribution in Taihu Lake based on EFDC model[J]. Water Resources Protection, 2023, 39(6):169-177. (in Chinese))
- [11] 丁玲,逢勇,赵棣华,等. 调水工程对五里湖水环境影响分析[J]. 河海大学学报(自然科学版),2003,31(4):366-369. (DING Ling, PANG Yong, ZHAO Daihua, et al. Effect of water diversion project on water environment of Wulihu Lake[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2003, 31(4):366-369. (in Chinese))
- [12] 闫毓,袁赛瑜,唐洪武,等. 上海蕴南水利控制片河网水动力再造[J]. 河海大学学报(自然科学版),2021,49(4):329-334. (YAN Yu, YUAN Saiyu, TANG Hongwu, et al. Hydrodynamic reconstruction of Wennan River network in Shanghai City[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2021, 49(4):329-334. (in Chinese))
- [13] ETEMAD-SHAHIDI A, DOROSTKAR A, LIU W C. Prediction of salinity intrusion in Danshui estuarine system[J]. Water Policy, 2008, 39(5-6):497-505.
- [14] AO D, WEI L, PEI L, et al. Simulation study on the optimisation of replenishment of landscape water with reclaimed water based on transparency[J]. International Journal of Environmental Research & Public, 2023, 20:4141.
- [15] ALMROTH-ROSELL E, EILOLA K, HORDOIR R. Transport of fresh and resuspended particulate organic material in the Baltic Sea-a model study[J]. Journal of Marine Systems, 2011, 87(1):1-12.
- [16] VAN DUIN E H S, BLOM G, JOHANNES L F, et al. Modeling underwater light climate in relation to sedimentation, resuspension, water quality and autotrophic growth[J]. Hydrobiology, 2001, 444(1):25-42.
- [17] SYAHREZA S, MATJAFRI M Z, LIM H S. Spectral reflectance of Kelantan Estuary with ALOS data to estimate transparency [C]//Proceedings of SPIE-The International Society for Optical Engineering. Edinburgh: SPIE Security and Defence, 2012:8542.
- [18] WISSEL B. Plasticity of vertical distribution of crustacean zooplankton in lakes with varying levels of water colour[J]. Journal of Plankton Research, 2003, 25(9):1047-1057
- [19] 王书航,姜霞,王雯雯,等. 蠡湖水体透明度的时空变化及其影响因素[J]. 环境科学研究,2014,27(7):688-695. (WANG Shuhang, JIANG Xia, WANG Wenwen, et al. Dynamic spatial and temporal changes in water transparency and their influencing factors in Lihu Lake[J]. Research of Environmental Sciences, 2014, 27(7):688-695. (in Chinese))
- [20] 李一平. 太湖水体透明度影响因子实验及模型研究[D]. 南京:河海大学,2006.
- [21] 逢勇,李一平,罗澈葱. 水动力条件下太湖透明度模拟研究[J]. 中国科学(D辑:地球科学),2005(增刊2):145-156. (PANG Yong, LI Yiping, LUO Liancong. Simulation of transparency in Taihu Lake under hydrodynamic conditions[J]. Scientia Sinica (Terrae), 2005(Sup2):145-156. (in Chinese))
- [22] 潘继征,熊飞,李文朝,等. 云南抚仙湖透明度的时空变化及影响因子分析[J]. 湖泊科学,2008,20(5):681-686. (PAN Jizheng, XIONG Fei, LI Wenchao, et al. Spatial-temporal dynamic changes of the water transparency and their influencing factors in Lake Fuxian, Yunnan Province[J]. Lake Science, 2008, 20(5):681-686. (in Chinese))
- [23] 陈俊伊,王书航,郑朔方,等. 南湖水系水体透明度时空分布、影响因素及控制对策[J]. 环境工程技术学报,2020,10(6):897-904. (CHEN Junyi, WANG Shuhang, ZHENG Shuofang, et al. Study on spatial and temporal distribution, influencing factors and control measures of water transparency of Nanhu Lake water system[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2020, 10(6):897-904. (in Chinese))
- [24] ZHOU Y, YU D, YANG Q, et al. Variations of water transparency and impact factors in the Bohai and Yellow Seas from satellite observations[J]. Remote Sensing, 2021, 13(3):514.
- [25] ROSSARO B, MARZIALI L, CARDOSO A C, et al. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes[J]. Ecological Indicators, 2007, 7(2):412-429.
- [26] BONANSEA M, RODRIGUEZ M C, PINOTTI L, et al. Using multi-temporal Landsat imagery and linear mixed models for assessing water quality parameters in Río Tercero Reservoir (Argentina)[J]. Remote Sensing of Environment, 2015, 158:28-41.
- [27] 张晓晶,李畅游,贾克力,等. 乌梁素海水体透明度分布及影响因子相关分析[J]. 湖泊科学,2009,21(6):879-884. (ZHANG Xiaojing, LI Changyou, JIA Keli, et al. Spatial-temporal changes in water transparency and its impact factors in Lake Wuliangsu[J]. Lake Science, 2009, 21(6):879-884. (in Chinese))
- [28] 鄢碧鹏,柳自强,王磊,等. 基于环境流体动力学模型的蠡湖补水方案数值模拟[J]. 环境污染与防治,2022,44(5):607-611. (YAN Bipeng, LIU Ziqiang, WANG Lei, et al. Numerical simulation of water replenishment scheme in Lihu Lake based on EFDC model[J]. Environmental Pollution & Control, 2022, 44(5):607-611. (in Chinese))
- [29] 柳自强. 基于 EFDC 模型的蠡湖补水方案数值模拟[D]. 扬州:扬州大学,2022.

(收稿日期:2024-05-21 编辑:胡新宇)